



DOI: 10.29298/rmcf.v16i90.1543

Artículo de revisión

Sanidad o salud forestal en México: estudios comparativos en tres ecosistemas protegidos

Forest health or forest pest management: comparisons among three protected ecosystems

Jorge E. Macías Sámano¹, Claudia M. Agraz Hernández^{2*}, José Villa Castillo³

Fecha de recepción/Reception date: 16 de diciembre de 2024.

Fecha de aceptación/Acceptance date: 20 de junio de 2025.

¹Synergy Semiochemicals Corp. Canada.

²Instituto de Ecología, Pesquerías y Oceanografía del Golfo de México (Epomex), Universidad Autónoma de Campeche. México.

³Parque Nacional Volcán Nevado de Colima. México.

*Autor para correspondencia; correo-e: clmagraz@uacam.mx

*Corresponding author; e-mail: clmagraz@uacam.mx

Resumen

El concepto de sanidad forestal se asocia a una visión antropocéntrica, de origen agronómico, centrada en el control de plagas. En contraste, el concepto de salud del ecosistema se vincula con la funcionalidad ecológica, en la que los insectos herbívoros participan en procesos clave como el reciclaje de materia orgánica y la sucesión natural. Desde esta perspectiva, el uso del término "plaga" resulta inapropiado para describir dinámicas ecológicas en ecosistemas no manejados. Se analiza la aplicación de ambos enfoques, sanidad y salud forestal, mediante la revisión y comparación de tres estudios de caso documentados en ecosistemas protegidos de México: (I) La contingencia fitosanitaria por escarabajos ambrosiales en los manglares de Atasta, Campeche; (II) El cambio de estrategia ante descortezadores en el Parque Nacional Volcán Nevado de Colima; y (III) los procesos de mortalidad en bosques de *Abies religiosa* en la región central del país. Estos casos representan ecosistemas con distinta composición, dinámica y trayectoria de manejo fitosanitario. El objetivo fue examinar la implementación de ambos enfoques en escenarios reales, identificar las decisiones de manejo adoptadas y sus consecuencias dentro de sus respectivos marcos ecológicos y normativos. Esta revisión ofrece una base comparativa para analizar las implicaciones prácticas y ecológicas de los enfoques de sanidad y salud forestal, especialmente, en áreas donde la conservación y la funcionalidad ecosistémica son prioritarias. Es una reflexión crítica sobre el uso contextualizado de ambos conceptos, en el que se refuerza su valor teórico y su aplicabilidad en la gestión forestal.

Palabras claves: *Abies religiosa* (Kunth) Schltdl. & Cham., funcionalidad ecológica, insectos herbívoros, manglares, *Pinus* spp., prácticas de manejo forestal.

Abstract

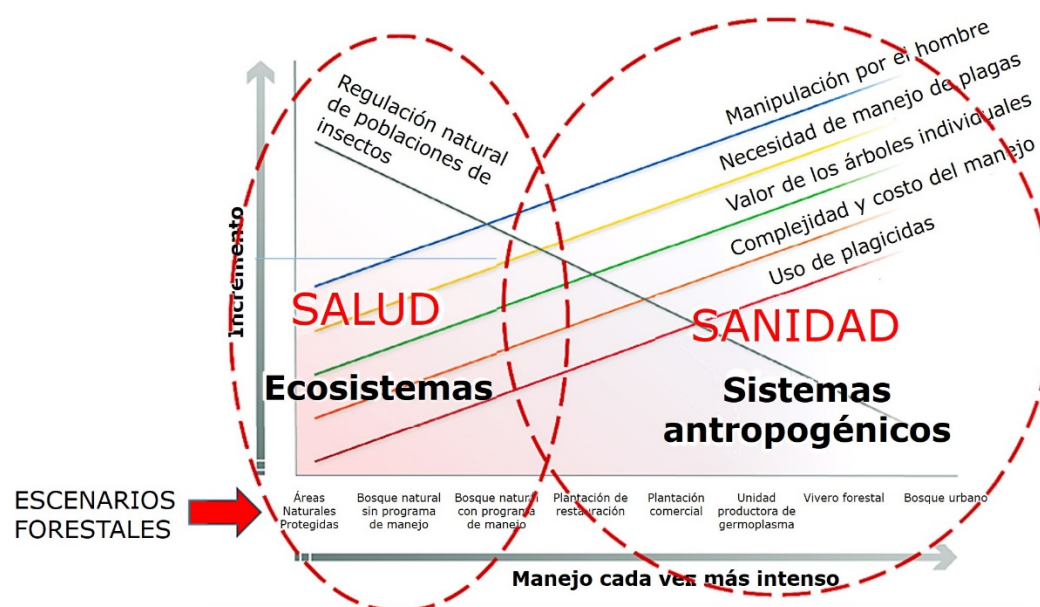
The concept of forest health is associated with an anthropocentric view of agronomic origin, focused on pest control. In contrast, the concept of ecosystem health is closely tied to ecological functionality, in which herbivorous insects play a crucial role in key processes such as organic matter recycling and natural succession. From this perspective, the use of the term "pest" is inappropriate for describing ecological dynamics in unmanaged ecosystems. The application of both approaches, forest health and sanitation, is analyzed through the review and comparison of three documented case studies in protected ecosystems in Mexico: (I) The phytosanitary contingency caused by ambrosial beetles in the mangroves of Atasta, Campeche; (II) The change of strategy

against bark strippers in *Nevado de Colima* National Park, and (III) Mortality processes in *Abies religiosa* forests in the Central region of the country. These cases represent ecosystems with different compositions, dynamics, and phytosanitary management trajectories. The objective was to examine the implementation of both approaches in real scenarios and identify the management decisions taken and their consequences within their respective ecological and regulatory frameworks. This review provides a comparative basis for analyzing the practical and ecological implications of forest health and sanitation approaches, especially in areas where conservation and ecosystem functionality are priorities. It is a critical reflection on the contextualized use of both concepts, reinforcing their theoretical value and applicability in forest management.

Keywords: *Abies religiosa* (Kunth) Schltdl. & Cham., ecological functionality, herbivorous insects, mangroves, *Pinus* spp., forest management practices.

Introducción

En México, la sanidad forestal se fundamenta en el enfoque del Manejo Integrado de Plagas Forestales (MIPF), cuyo objetivo es controlar poblaciones de organismos considerados plaga mediante estrategias coordinadas, basadas en un análisis costo-beneficio, sin distinguir entre los distintos tipos de escenarios forestales (Cibrián Tovar & Macías Sámano, 2021). Por otro lado, el concepto de salud forestal se aplica a ecosistemas donde las interacciones entre componentes bióticos y abióticos se desarrollan de forma natural y continua. Estas interacciones han modelado la estructura y funcionalidad de los bosques a lo largo de millones de años. En contraste, en escenarios como plantaciones, viveros o el arbolado urbano (Figura 1), estas interacciones se ven interrumpidas o alteradas por intervenciones humanas.



Modificado de Cibrián Tovar (2021).

Figura 1. Escenarios forestales y su relación con los conceptos de ecosistemas, sistemas antropogénicos, salud y sanidad.

Un ecosistema se considera saludable cuando sus procesos fundamentales —como el ciclo hidrológico, los ciclos biogeoquímicos, el flujo de energía y la dinámica de comunidades—, junto con disturbios naturales como incendios o brotes de herbívoros, operan dentro de sus rangos históricos de variabilidad, sin comprometer la biodiversidad ni su resiliencia (Folke et al., 2004; Kolb et al., 1995). Teale y Castello, (2011) definen un ecosistema forestal sano como aquel que mantiene un balance entre crecimiento y mortalidad, lo que garantiza su sostenibilidad estructural. La mortalidad de árboles es parte esencial de la dinámica forestal, y debe ser evaluada en escalas espaciales y temporales adecuadas, con base en la biología de las especies (Harmon & Bell, 2020), de hecho, los tiempos y escalas espaciales que rigen estos procesos suelen ser de cientos a miles de años operando a nivel de paisaje (Trumbore et al., 2015). En contraste, los enfoques sanitarios responden a eventos anuales y se aplican con una lógica reactiva, similar a la de los agroecosistemas.

Autores como Raffa *et al.* (2009) han advertido que los valores humanos a menudo se imponen sobre los procesos ecológicos, generando distorsiones en la percepción de lo que constituye un problema ecológico. Así, el término “plaga” se convierte en una construcción vinculada a objetivos productivos más que ecológicos. Por ejemplo, insectos descortezadores nativos son considerados plaga cuando provocan mortalidad masiva en plantaciones o en bosque bajo manejo, aunque en bosques naturales cumplen funciones clave en los procesos de sucesión. En ausencia de presiones antrópicas, los bosques mantienen equilibrios dinámicos entre árboles y descortezadores, generando mosaicos de sucesión como se ha documentado en el oeste de Canadá (Alfaro *et al.*, 2015).

Ante la falta de herramientas científicas y técnicas contextualizadas al ecosistema, las respuestas institucionales tienden a recurrir al enfoque sanitario, más inmediato, pero menos compatible con los procesos naturales (Lindenmayer *et al.*, 2025).

Este artículo tiene como objetivo analizar y discutir los alcances de los conceptos de sanidad y salud forestal, a partir de su aplicación concreta en tres estudios de caso ubicados en ecosistemas protegidos de México: (I) La contingencia fitosanitaria por escarabajos ambrosiales en manglares de Atasta, Campeche; (II) El impacto de un brote natural de descortezadores en el Parque Nacional Volcán Nevado de Colima; y (III) Los procesos fitosanitarios aplicados en bosques de *Abies religiosa* (Kunth) Schltdl. & Cham. en el centro del país. Esos casos representan ecosistemas protegidos con distintos regímenes de perturbación, composición florística y antecedentes de intervención fitosanitaria. Esta diversidad permite contrastar cómo se ha interpretado y aplicado el concepto de plaga bajo el enfoque sanitario en distintos contextos, así como sus implicaciones sobre la estructura, funcionalidad y criterios de manejo forestal.

Cibrián Tovar (2021) identifica ocho escenarios forestales, clasificados según el grado de intervención humana: (1) Áreas naturales protegidas, (2) Bosques naturales sin programa de manejo, (3) Bosques naturales con programas de manejo, (4) Reforestaciones con fines ecológicos o económicos, (5) Plantaciones comerciales, (6)

Unidades de germoplasma forestal, (7) Viveros forestales, y (8) Arbolado urbano y suburbano (Figura 1). Los dos primeros escenarios son ecosistemas que funcionan de manera autónoma, con un mínimo o nula intervención humana. En contraste, los seis restantes sí la requieren para su manejo y permanencia, dado que son sistemas antropogénicos. En concordancia con lo establecido en la introducción, esta clasificación sugiere que el concepto de salud forestal tiene mayor aplicación para los ecosistemas naturales sin planes de manejo, ya que prevalecen procesos ecológicos autorregulados. Por el contrario, el término de sanidad forestal es más pertinente para los sistemas antropogénicos, en los que se busca mantener condiciones deseadas mediante el control de organismos (Arriola-Padilla et al., 2020; Manzo-Delgado et al., 2014; Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [Semarnat], 2018).

Las acciones fitosanitarias forestales están dirigidas al control de descortezadores y barrenadores de madera, consisten en la remoción y destrucción de insectos mediante métodos físico-mecánicos o químicos. Las acciones incluyen el derribo de árboles afectados, el descortezado o el corte de secciones del fuste, con el objetivo de exponer a los insectos o retirar el material afectado del ecosistema (Comisión Nacional Forestal [Conafor], 2015).

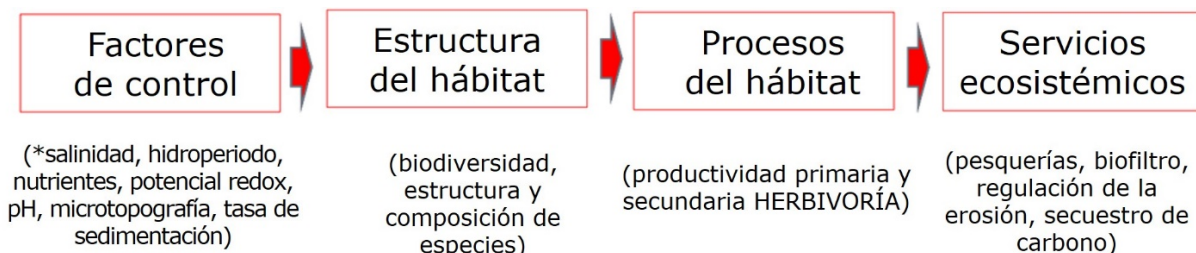
Cuando esta estrategia se aplica en ecosistemas naturales, puede generar efectos adversos en la biodiversidad, en particular sobre los enemigos naturales y los competidores de los insectos objetivo. Además, afecta la salud del suelo, así como la estructura y funcionalidad del ecosistema (Lindenmayer et al., 2025). En consecuencia, se comprometen los servicios ecosistémicos (Hagge et al., 2019; Lindenmayer et al., 2025; Pacheco-Aquino & Duran, 2023).

Caso 1. Contingencia fitosanitaria en el ecosistema de manglar, San Antonio Cárdenas, municipio Carmen, Campeche

En el Área de Protección de Flora y Fauna de Laguna de Términos, se registraron pérdidas de 6 945 hectáreas durante el periodo 1990-2010. En los últimos 10 años, el área de Atasta ha tenido cambios en la hidrología debido a disturbios antropogénicos y fenómenos meteorológicos, lo que ha provocado condiciones de hipersalinidad y anoxia en el agua intersticial de los manglares y lagunas interiores (Agraz Hernández et al., 2015).

En el año 2022, la Comisión Nacional Forestal documentó la mortalidad de manglar al suroeste de la Laguna de Términos en más de 2 000 hectáreas. Se atribuyó el daño a los escarabajos ambrosiales: *Euplatypus parallelus* Bright & Skidmore, 2002 y *Coptoborus pseudotenuis* (Schedl, 1936). En consecuencia, la institución emitió una alerta fitosanitaria en los estados de Tabasco, Campeche, Yucatán y Quintana Roo (Conafor, 2022) y comenzó trabajos de saneamiento. De acuerdo con testimonios de habitantes locales, las acciones incluyeron el derribo de árboles, el embolsado del material residual y la aplicación de inyecciones directas a los árboles (Agraz Hernández et al., 2016).

Ante estos escenarios, la Semabicce (Secretaría del Medio Ambiente, Biodiversidad, Cambio Climático y Energía de Campeche) con el apoyo del Instituto de Ecología, Pesquerías y Oceanografía del Golfo de México (Epomex) de la Universidad Autónoma de Campeche realizó un diagnóstico ambiental de las condiciones de esos manglares (Agraz Hernández et al., 2016), con un enfoque ecosistémico, en el cual se evaluaron los factores de control, la estructura y composición del hábitat, además se incluyó la herbivoría por insectos como componente por analizar (Figura 2).



Fuente: Agraz-Hernández et al. (2022).

Figura 2. Modelo conceptual del hábitat de manglar.

Los factores de control y estructura del hábitat que originan diversos procesos en el hábitat derivando en varios servicios ecosistémicos.

Los resultados del diagnóstico evidenciaron importantes variaciones espaciales con respecto a las condiciones fisicoquímicas del agua intersticial (temperatura, pH, potencial redox y salinidad) en los bosques de mangle (vivos y muertos) ubicados en 769 ha de mangle degradado evaluado. De igual manera, se identificaron condiciones hipertróficas con concentraciones altas de fosfatos, las cuales potencialmente alteran los procesos biogeoquímicos del suelo y afectan la absorción de nutrientes por parte de las plantas. Estas concentraciones de sulfatos indicaron una limitada influencia del agua de mar, lo que generó liberación de azufre y ácido sulfhídrico.

La fisonomía de los manglares estuvo compuesta por 35.7 % de tipo ribereño y 26.2 % de borde; fisonomías consideradas como las originales. Adicionalmente, se observaron cuatro tipos de fisonomías: (a) Borde con tendencia a cuenca, representó 9.5 %; (b) Cuenca matorral, con 4.8 %; (c) Cuenca, con 14.3 %; y (d) Matorral, con 14.3 %. Las últimas reflejan la pérdida de la estructura y función de la vegetación original, atribuida a cambios hidrológicos, alteraciones en el nivel topográfico, aumento de la salinidad y anoxia. El Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (*NDVI*, siglas en inglés) de 2021 y 2022 estimado como parte del

diagnóstico, indicó que el evento de mortalidad masiva podría haber ocurrido en el año 2020, tras un largo proceso de estrés (Agraz Hernández et al., 2016).

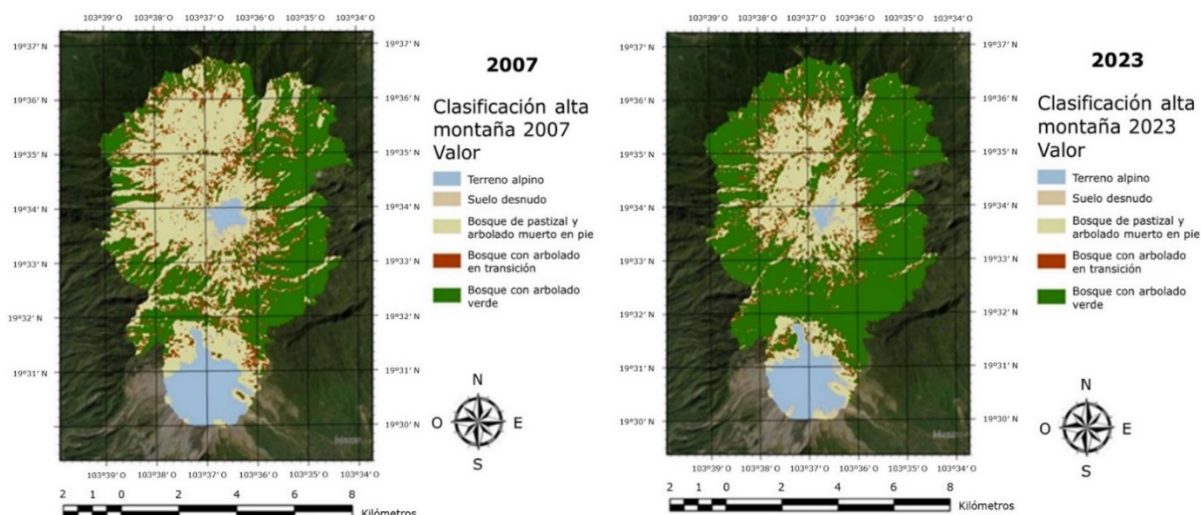
La herbivoría se evaluó en un total de 439 árboles; de ellos, 47.4 % exhibieron mortalidad no reciente, 49.4 % se registraron como sanos y 3.2 % mostró signos de declinación, con muerte principalmente en forma descendente. *Avicennia germinans* (L.) L. tuvo el mayor número de individuos en declinación (11) y un total de 183 muertos; *Laguncularia racemosa* (L.) C. F. Gaertn tuvo 32 muertos y ninguno en declinación (Agraz Hernández et al., 2016).

Signos y síntomas de los escarabajos barrenadores saproxílicos fueron comunes en las secciones muertas de *A. germinans*, y solo tres individuos vivos presentaron barrenaciones por escarabajos ambrosiales en tejido vivo, que siempre estuvieron acompañadas de resinaciones. Sin embargo, sus ataques fueron no exitosos y no se observaron restos, ni estados de desarrollo de los insectos. Este proceso de expulsión de los insectos barrenadores mediante resina es un mecanismo de defensa (Franceschi et al., 2005).

Con la integración de los parámetros de control evaluados, de la estructura forestal y del cambio de cobertura, aunados a la de herbivoría, el diagnóstico confirmó que la mortalidad y las sucesiones ecológicas de la vegetación son provocadas, principalmente, por los disturbios fisicoquímicos y la hidrología del agua. Lo anterior ha resultado en el reciclaje de materiales orgánicos, y es esta disponibilidad de material muerto la que los insectos barrenadores aprovechan, por lo que son indicadores ecológicos de las condiciones de la vegetación y no los responsables de su muerte (Agraz Hernández et al., 2016).

Caso 2. Descortezadores de pino en el Parque Nacional Volcán Nevado de Colima (PNVNC)

En el Parque Nacional Volcán Nevado de Colima (PNVNC), la gestión de plagas como los insectos descortezadores de pino sigue la normatividad que establece las medidas específicas para su prevención, control y manejo (Conafor, 2015). Entre 1963 y 2003, los bosques de *Pinus hartwegii* Lindl. del PNVNC fueron objeto de cortas de saneamiento anuales para combatir insectos descortezadores según la normativa vigente. Sin embargo, a partir del 2004, los responsables del programa de manejo del parque (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas [Conanp], 2006) cuestionaron la eficacia de estas prácticas, y señalaron la recurrencia anual de la plaga, así como los daños asociados como la erosión del suelo, pérdida de masa forestal, materia orgánica, de las especies de aves y degradación del suelo (Jones et al., 2025; Sánchez-Ramos et al., 2022; Villalobos, 2021). En respuesta, se suspendieron los saneamientos y adoptaron estrategias como la reforestación, erradicación de la ganadería, manejo del fuego, limitaciones de uso del parque y gestión de los recursos hídricos. Estas acciones resultaron en un incremento de 24.9 % del área forestal, según evaluaciones satelitales realizadas entre 1999 y 2023 (Villalobos Echevarría, 2023) (Figura 3).



Fuente: Villalobos Echevarría (2023).

Figura 3. Comparación de la cobertura de la vegetación de alta montaña en el PNVNC entre los años 2007 y 2023 con base en imágenes de satélite.

El incremento en la superficie de vegetación y la permanencia de árboles muertos en pie y en el suelo del PNVNC han generado cambios positivos en el contenido de nutrientes del suelo (Villalobos, 2021) y en la biodiversidad, especialmente en aves residentes y migratorias (Sánchez-Ramos *et al.*, 2022). El conocimiento empírico y las investigaciones realizadas en el PNVNC han consolidado su política de manejo, el cual sustenta la eliminación de las actividades de saneamiento.

Caso 3. Saneamientos en los bosques de *Abies religiosa* en la parte central de México

Hernández-Álvarez *et al.* (2021) realizaron una recopilación de los trabajos referentes a los aspectos ecológicos y florísticos de los bosques de *Abies religiosa* en la Franja Volcánica

Transversal del país; los autores indican la falta de información básica necesaria para proponer y establecer estrategias de manejo y conservación en esos bosques.

El caso del Desierto de los Leones, ubicado en las alcaldías Cuajimalpa de Morelos y Álvaro Obregón de la Ciudad de México, marca una pauta importante para entender la gran complejidad y dinámica de la histórica declinación y muerte de este tipo de bosque en el centro de México (Ciesla & Macías-Sámano, 1987; González-Medina et al., 2010).

En un inicio se culpó a los insectos descortezadores y algunas enfermedades como los principales factores de mortalidad (Gómez-Pineda et al., 2022), incluso desde los años 80 ya se realizaban saneamientos continuos en contra de esos insectos (Vázquez-Soto, 1988). La mortalidad que llevó a una desaparición casi total de *A. religiosa* en el parque fue disparada décadas atrás por la incidencia constante de gases oxidantes provenientes de la Ciudad de México y que se acopló a una serie de factores bióticos y abióticos (Ciesla & Macías-Sámano, 1987; González-Medina et al., 2010).

Desde hace algunos años en el área de hibernación de la mariposa monarca se presenta una mortalidad de *A. religiosa*, y se ha culpado a los insectos descortezadores, por lo que durante muchos años se han realizados saneamientos para controlarlos (Garduño-Bernal, 2011). Sin embargo, irónicamente, las pérdidas de superficie arbolada están asociadas a esos saneamientos (Manzo-Delgado et al., 2014). Una mortalidad similar del arbolado está ocurriendo en el Parque Nacional El Chico, donde se ha culpado a los descortezadores, y se han iniciado los saneamientos para controlarlos (Conafor, 2025).

En México, se les ha atribuido comportamientos similares de ataque a los descortezadores sobre *A. religiosa* a los que ocurren en pinos, lo cual es incorrecto. Por un lado, las defensas en contra de los descortezadores en *Abies* spp. son muy diferentes a las de los pinos (Macías-Sámano, 2001), de igual manera las especies principales de descortezadores que colonizan *Abies* spp. carecen de un sistema feromonal de agregación; por lo tanto, no producen centros de infestación y difícilmente son los

responsables directos de la muerte de árboles (Furniss & Johnson, 2002; Macías-Sámano *et al.*, 1998a, 1998b; Macías-Sámano & Borden, 2000; Wright *et al.*, 1984).

Por lo antes descrito, se enfatiza que la muerte de *A. religiosa* es un proceso complejo en el cual intervienen muchos factores, entre ellos la biología y la dinámica propia de la especie (Hernández-Álvarez *et al.*, 2021), los efectos del cambio climático (Gómez-Pineda *et al.*, 2022) y los impactos antrópicos (Hernández-Álvarez *et al.*, 2021; Manzo-Delgado *et al.*, 2014) que en conjunto estresan y predisponen a los árboles a la colonización exitosa de varios organismos, incluidos los descortezadores, todo ello concluye en su muerte.

Conclusiones

La comparación entre los tres casos permite identificar patrones en la aplicación del enfoque sanitario y sus implicaciones sobre la funcionalidad ecosistémica. Aunque los contextos ecológicos son diversos, en todos los casos se observa una respuesta normativa homogénea basada en el control directo de insectos, con distintos niveles de efectividad y reconocimiento del rol ecológico de los organismos involucrados. En el Cuadro 1 se sintetizan las características clave de cada caso, lo cual permite contrastar el tipo de ecosistema, la especie afectada, las acciones implementadas y los resultados obtenidos.

Cuadro 1. Comparación entre tres casos de estudio en ecosistemas protegidos de México, con base en tipo de ecosistema, organismo afectado, intervención fitosanitaria aplicada, enfoque dominante y resultados observados.

Criterio	<i>Manglares de Atasta (Campeche)</i>	<i>Nevado de Colima (Jalisco)</i>	<i>Bosques de Abies religiosa (Kunth) Schltdl. & Cham. (centro de México)</i>
<i>Tipo de ecosistema</i>	Manglar tropical	Bosque de alta montaña	Bosque templado montano
<i>Especie de herbívoro</i>	Escarabajos ambrosiales	Descortezadores de <i>Pinus hartwegii</i> Lindl.	Descortezadores de <i>Abies religiosa</i> (Kunth) Schltdl. & Cham.
<i>Tipo de intervención aplicada</i>	Derribo y quema de árboles infestados	Cambio de estrategia: monitoreo y no intervención directa	Saneamientos sistemáticos
<i>Enfoque dominante</i>	Sanitario, sin diagnóstico funcional	Transición hacia enfoque de salud	Sanitario tradicional
<i>Evaluación de resultados</i>	Efectos limitados; reaparición de síntomas	Recuperación estructural y aumento de cobertura	Persistencia del problema; sin resultados concluyentes
<i>Consideración del rol ecológico de los insectos</i>	No considerada	Considerada y evaluada	Ignorada en normatividad
<i>Implicaciones sobre el manejo forestal</i>	Intervención generalizada; sin validación ecológica	Se adopta manejo pasivo con base ecológica	Aplicación de norma sin contextualización ecológica

El análisis de los tres casos muestra que las acciones fitosanitarias aplicadas en ecosistemas protegidos han seguido un enfoque sanitario de respuesta inmediata y correctiva, centrado en la eliminación de insectos considerados plaga, sin evaluar su función ecológica ni los efectos colaterales de dichas intervenciones. Esto coincide con lo señalado por Lindenmayer et al. (2025), quienes documentan que el aumento de disturbios, intensificado por el cambio climático, ha promovido esquemas de manejo intensivo con débil sustento técnico.

Las medidas de “saneamiento” son limitadas en duración y alcance espacial (Billings, 2011). La normatividad vigente en México, (p. ej. la norma NOM-019-SEMARNAT-2017) no diferencia entre tipos de escenarios forestales, ni establecen estrategias preventivas adaptadas. En contraste, países como Estados Unidos de América y

Canadá han adoptado esquemas basados en la estructura y composición del bosque para reducir la vulnerabilidad a los brotes (Guldin, 2011; Safranyik & Wilson, 2006).

Por tanto, se recomienda revisar y actualizar el marco normativo fitosanitario, que se incorporen criterios ecológicos que reconozcan el rol funcional de los insectos herbívoros y definan estrategias diferenciadas según el contexto ecosistémico y los objetivos de conservación.

La revisión comparativa indica que una gestión forestal sostenible requiere entender la dinámica de los disturbios dentro de su marco ecológico, evitar intervenciones homogéneas, y priorizar la conservación de la funcionalidad ecosistémica a través de enfoques basados en ciencia ecológica robusta.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la Dra. Sonia Navarro, el Dr. Luis E. Sánchez y al M. en C. Alonso Villalobos por las discusiones y datos compartidos para realizar este escrito.

Conflicto de intereses

Los autores manifiestan que no existe conflicto de interés alguno para compartir y publicar la información contenida en este artículo.

Contribución por autor

Jorge E. Macías Sámano: desarrollo, análisis y revisión; Claudia M. Agraz Hernández y José Villa Castillo: contribuyeron con datos y discusiones que permitieron un producto claro y fundamentado.

Referencias

- Agraz Hernández, C. M., Osti Sáenz, J., Chan Keb, C., Arriaga Martínez, V., Acosta Velázquez, J., Castillo Domínguez, S., Gómez Ramírez, D., Reyes Castellanos, R., Conde Medina, P., y Martínez Kumul, J. (2015). Grado de conservación del ecosistema de mangle en la Laguna de Términos, Campeche. Propuesta de políticas ambientales y acciones de restauración. En J. Ramos Miranda y G. J. Villalobos Zapata (eds.), Aspectos socioambientales de la región la Laguna de Términos (1ra edición, pp. 117-132). Universidad Autónoma de Campeche. https://www.researchgate.net/publication/337198582_Grado_de_conservacion_del_ecosistema_de_mangle_en_la_laguna_de_Terminos_Campeche_Propuesta_de_politicas_ambientales_y_acciones_de_restauracion
- Agraz Hernández, C. M., Chan Keb, C. A., Osti Sáenz, J., Reyes Castellanos, J. E., Gregorio Cortés, A., Chávez Barrera, J., Manzanilla, H., Lara-Flores, M., García-Chavarría, M., Acopa-Castro, S. M., Macías Samano, J. E., y Niño Domínguez, A. (2016). *Estudio de diagnóstico para la atención a la contingencia fitosanitaria en el ecosistema de manglar en la localidad de San Antonio Cárdenas, del municipio de Carmen* (Informe final). Centro de Estudios Geomáticos Ambientales y Marinos S. A. de C. V. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.21484.27521>
- Agraz-Hernández, C. M., Chan-Keb, C. A., Muñiz-Salazar, R., Pérez-Balan, R. A., Posada Vanegas, G., Manzanilla, H. G., Osti-Sáenz, J., & del Río Rodríguez, R. (2022). Pore water chemical variability and its effect on phenological production in three mangrove species under drought conditions in Southeastern Mexico. *Diversity*, 14(8), 668. <https://doi.org/10.3390/d14080668>
- Alfaro, R. I., van Akker, L., & Hawkes, B. (2015, October). Characteristics of forest legacies following two mountain pine beetle outbreaks in British Columbia, Canada. *Canadian Journal of Forest Research*, 45(10), 1387-1396. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2015-0042>

- Arriola-Padilla, V. J., Domínguez-Vieyra, R., Pérez-Miranda, R., y Trejo-Ramírez, O. (2020). Legislación y normatividad para el control de plagas en áreas naturales protegidas en México: reto para la conservación de los ecosistemas. *Áreas Naturales Protegidas Scripta*, 6(2), 51-70. <https://doi.org/10.18242/anpscripta.2020.06.0602.0004>
- Billings, R. F. (2011). Mechanical control of Southern pine beetle infestations. In R. N. Coulson & K. D. Klepzig (Eds.), *Southern pine beetle II* (pp. 399-413). United States Department of Agriculture. <https://research.fs.usda.gov/treesearch/39089>
- Cibrián Tovar, D. (2021). Escenarios de manejo forestal. En D. Cibrián Tovar (Ed.), *Fundamentos para el Manejo Integrado de Plagas Forestales MIPF* (pp. 29-30). Universidad Autónoma Chapingo. https://sivicoff.cnf.gob.mx/ContenidoPublico/09%20Manuales%20t%C3%A9cnicos/Libro_Manejo%20Integrado%20de%20Plagas_MIP.pdf
- Cibrián Tovar, D., y Macías Sámano, J. E. (2021). Marco conceptual y desarrollo del manejo integrado de plagas forestales (MIPF). En D. Cibrián Tovar (Ed.), *Fundamentos para el Manejo Integrado de Plagas Forestales MIPF* (pp. 3-12). Universidad Autónoma Chapingo. https://sivicoff.cnf.gob.mx/ContenidoPublico/09%20Manuales%20t%C3%A9cnicos/Libro_Manejo%20Integrado%20de%20Plagas_MIP.pdf
- Ciesla, W. M., & Macías-Sámano, J. E. (1987). Desierto de los Liones: A forest in crisis. *American Forest*, 93, 11-12. <https://www.osti.gov/biblio/7153151>
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. (2006). *Programa de conservación y manejo Parque Nacional Volcán Nevado de Colima México* (1ra ed.). Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. https://www.conanp.gob.mx/que_hacemos/pdf/programas_manejo/libro_colima.pdf
- Comisión Nacional Forestal. (2015). *Manual para la identificación, manejo y monitoreo de insectos descortezadores del pino. Guía práctica para la identificación y manejo de los descortezadores del pino* (1ra ed.) [Libro blanco]. Comisión Nacional Forestal. <https://sivicoff.cnf.gob.mx/ContenidoPublico/09%20Manuales%20t%C3%A9cnicos/Manual%20identificacion%20descortezadores%20del%20pino.pdf>

Comisión Nacional Forestal. (2022). *Programa operativo estatal de sanidad forestal 2022 del estado de Campeche*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. <https://sivicoff.cnf.gob.mx/ContenidoPublico/02%20Informes%20de%20acciones%20operativas/DiagnosticosEstatales/2022/Campeche.pdf>

Comisión Nacional forestal. (7 de abril de 2025). *CONAFOR atiende plaga de descortezadores en Hidalgo* [Comunicado de prensa]. <https://www.gob.mx/conafor/prensa/conafor-atiende-plaga-de-descortezadores-en-hidalgo>

Folke, C., Carpenter, S., Walker, B., Scheffer, M., Elmqvist, T., Gunderson, L., & Holling, C. S. (2004). Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35, 557–581. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.021103.105711>

Franceschi, V. R., Krokene, P., Christiansen, E., & Krekling, T. (2005). Anatomical and chemical defenses of conifer bark against bark beetles and other pests. *New Phytologist*, 167(2), 353-376. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2005.01436.x>

Furniss, M. M., & Johnson, J. B. (2002). *Field guide to the bark beetles of Idaho and adjacent regions*. University of Idaho. <https://www.lib.uidaho.edu/digital/fwres/items/fwres201.html>

Garduño-Bernal, N. (2011). *Diagnóstico fitosanitario forestal Reserva de la Biósfera Mariposa Monarca en el Estado de México* (Informe técnico). Gobierno del Estado de México. <http://transparencia.edomex.gob.mx/sma/informacion/publicaciones/ARCHIVO20A18.pdf> (fecha de acceso: 27 de febrero de 2011).

Gómez-Pineda, E., Hammond, W. M., Trejo-Ramírez, O., Gil-Fernández, M., Allen, C. D., Blanco-García, A., & Sáenz-Romero, C. (2022). Drought years promote bark beetle outbreaks in Mexican forests of *Abies religiosa* and *Pinus pseudostrobus*. *Forest Ecology and Management*, 505, Article 119944. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119944>

González-Medina, R. E., Mendoza-Briseño, M., y Alvarado-Rosales, D. (2010, invierno). Exposición a ozono en relación a vitalidad en un bosque de oyamel (*Abies*

- religiosa* (Kunth) Schltdl. & Cham). *Madera y Bosques*, 16(4), 7-19. <https://doi.org/10.21829/myb.2010.1641157>
- Guldin, J. M. (2011). Silvicultural considerations in managing southern pines stands in the context of southern pine beetle. In R. N. Coulson & K. D. Klepzig (eds.), *Southern pine beetle II* (pp. 317-352). United States Department of Agriculture. https://www.srs.fs.usda.gov/pubs/gtr/gtr_srs140/gtr_srs140.pdf
- Hagge, J., Leibl, F., Müller, J., Plechinger, M., Soutinho, J. G., & Thorn, S. (2019). Reconciling pest control, nature conservation, and recreation in coniferous forests. *Conservation Letters*, 12(2), Article e12615. <https://doi.org/10.1111/conl.12615>
- Harmon, M. E., & Bell, D. M. (2020). Mortality in forested ecosystems: suggested conceptual advances. *Forests*, 11(5), 572. <https://doi.org/10.3390/f11050572>
- Hernández-Álvarez, A. G., Reyes-Ortiz, J. L., Villanueva-Díaz, J., & Sánchez-González, A. (2021). Variación en la estructura del bosque de *Abies religiosa* (Pinaceae), en diferentes condiciones de manejo y disturbio. *Acta Botánica Mexicana*, 128, Artículo e1752. <https://doi.org/10.21829/abm128.2021.1752>
- Jones, G. M., Reid, D., Zulla, C., Williams, J., Hedwall, S., & Kirby, R. (2025). Mexican spotted owls use forest mosaics affected by timber harvest, insects, and wildfire. *The Southwestern Naturalist*, 69(2), 1-8. <http://dx.doi.org/10.1894/0038-4909-69.2.3>
- Kolb, T. E., Wagner, M. R., & Covington, W. W. (1995). Forest health from different perspectives. In L. G. Eskew (Comp.), *Forest health through silviculture: Proceedings of the 1995 National Silviculture Workshop* (pp. 5-13). United States Department of Agriculture. <https://research.fs.usda.gov/treearch/23480>
- Lindenmayer, D., Zylstra, P., Hanson, C. T., Six, D., & DellaSala, D. A. (2025). When active management of high conservation value forests may erode biodiversity and damage ecosystems. *Biological Conservation*, 305, Article 111071. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2025.111071>
- Macías-Sámano, J. E., Borden, J. H., Gries, R., Pierce Jr., H. D., Gries, G., & King, G. G. S. (1998a). Primary attraction of the fir engraver, *Scolytus ventralis*. *Journal of Chemical Ecology*, 24, 1049-1075. <https://doi.org/10.1023/A:1022354503443>

- Macías-Sámano, J. E., Borden, J. H., Gries, R., Pierce Jr., H. D., & Gries, G. (1998b, December). Lack of evidence for pheromone-mediated secondary attraction in the fir engraver, *Scolytus ventralis* (Coleoptera: Scolytidae). *Journal of the Entomological Society of British Columbia*, 95, 117-125. <https://journal.entsocbc.ca/index.php/journal/article/view/481>
- Macías-Sámano, J. E., & Borden, J. H. (2000). Interactions between *Scolytus ventralis* and *Pityokteines elegans* (Coleoptera: Scolytidae) in *Abies grandis*. *Environmental Entomology*, 29(1), 28-34. <https://doi.org/10.1603/0046-225X-29.1.28>
- Macías-Sámano, J. E. (2001). Mediación semioquímica entre insectos descortezadores y árboles de coníferas. En A. L. Anaya, F. J. Espinosa-García & R. Cruz-Ortega (Eds.), *Relaciones químicas entre organismos: Aspectos básicos y perspectivas de aplicación* (pp. 459-503). Editorial Plaza y Valdez, S. A. de C. V. https://books.google.com.mx/books?id=8Gt7CoKx3W4C&printsec=frontcover&hl=es&source=gbg_ge_summary_r&cad=0#v=onepage&q&f=false
- Manzo-Delgado, L., López-García, J., & Alcántara-Ayala, I. (2014). Role of forest conservation in lessening land degradation in a temperate region: The Monarch Butterfly Biosphere Reserve, Mexico. *Journal of Environmental Management*, 138, 55-66. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.11.017>
- Pacheco-Aquino, G., & Duran, E. (2023). Tree canopy patterns in a temperate forest in Oaxaca, Mexico after bark beetle outbreaks: Implications for ecological resistance and resilience. *Forest Ecology and Management*, 542, Article 121099. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121099>
- Raffa, K. F., Aukema, B., Bentz, B. J., Carroll, A., Erbilgin, N., Herms, D. A., Hicke, J. A., Hofstetter, R. W., Katovich, S., Lindgren, B. S., Logan, J., Mattson, W., Munson, A. S., Robison, D. J., Six, D. L., Tobin, P. C., Townsend, P. A., & Wallin, K. F. (2009). A Literal Use of "Forest Health" Safeguards against Misuse and Misapplication. *Journal of Forestry*, 107(5), 276-277. <https://doi.org/10.1093/jof/107.5.276>

- Safranyik, L., & Wilson, B. (2006). *The mountain pine beetle. A synthesis of biology, management, and impacts on lodgepole pine* [White paper]. Canadian Forest Service. https://publications.gc.ca/collections/collection_2012/rncan-nrcan/Fo144-4-2006-eng.pdf
- Sánchez-Ramos, L. E., Bravo Jiménez, A. M., y Ruíz García, A. A. (2022). *Árboles muertos en pie, el descortezador y su dinámica con las aves*. Patronato del Nevado de Colima y Cuencas Adyacentes, A. C. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.21810.31686>
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2018). *NORMA Oficial Mexicana NOM-019-SEMARNAT-2017, Que establece los lineamientos técnicos para la prevención, combate y control de insectos descortezadores*. Diario Oficial de la Federación. https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5516918&fecha=22/03/2018#gsc.tab=0
- Teale, S. A., & Castello, J. D. (2011). The past as key to the future: a new perspective on forest health. In J. D. Castello & S. A. Teale (Eds.), *Forest health. An integrated perspective* (pp. 3-16). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511974977.002>
- Trumbore, S., Brando, P., & Hartmann, H. (2015). Forest health and global change. *Science*, 349(6250), 814-818. <https://doi.org/10.1126/science.aac6759>
- Vázquez-Soto, J. (1988). *Los tratamientos silvícolas del Desierto de los Leones: Sus fundamentos* [Libro blanco]. Comisión Coordinadora para el Desarrollo Rural y Departamento del Distrito Federal.
- Villalobos Echevarría, A. (2023). *Análisis espaciotemporal de la alta montaña del Complejo Volcánico de Colima: Una mirada histórica a la alta montaña del Parque Nacional Nevado de Colima en los ojos de Landsat, 3000-4260 msnm* [Reporte técnico]. Patronato del Nevado de Colima y Cuencas Adyacentes.
- Villalobos, A. (2021). *Soil geochemistry characterization and climate vulnerability projections to bark beetle-pine dynamics at "Volcán Nevado de Colima", Mexico* [Master Thesis research, Utrecht University]. Utrecht University Repository. <https://studenttheses.uu.nl/handle/20.500.12932/1282>

Wright, L. C., Berryman, A. A., & Wickman, B. E. (1984). Abundance of the fir engraver, *Scolytus ventralis*, and the Douglas-fir beetle, *Dendroctonus pseudotsugae*, following tree defoliation by the Douglas-fir tussock moth, *Orgyia pseudotsugata*. *The Canadian Entomologist*, 116(3), 293-305. <https://doi.org/10.4039/Ent116293-3>



Todos los textos publicados por la **Revista Mexicana de Ciencias Forestales** –sin excepción– se distribuyen amparados bajo la licencia *Creative Commons 4.0 Atribución-No Comercial (CC BY-NC 4.0 Internacional)*, que permite a terceros utilizar lo publicado siempre que mencionen la autoría del trabajo y a la primera publicación en esta revista.